



Jenny Kreuger

Undersökning av ogräsmedlet 2,4-D och andra fenoxisyror i vatten från ett avrinningsområde 2005



Rågfält i Östergötland (Foto: J. Kreuger)

Ekohydrologi 102

Uppsala 2008

Avdelningen för vattenvårdslära

**Swedish University of Agricultural Sciences
Division of Water Quality Management**

ISRN SLU-VV-EKOHYD-102-SE
ISSN 0347-9307



Jenny Kreuger

Undersökning av ogräsmedlet 2,4-D och andra fenoxisyror i vatten från ett avrinningsområde 2005



Rågfält i Östergötland (Foto: J. Kreuger)

Ekohydrologi 102

Uppsala 2008

Avdelningen för vattenvårdslära

**Swedish University of Agricultural Sciences
Division of Water Quality Management**

**ISRN SLU-VV-EKOHYD-102-SE
ISSN 0347-9307**

Innehållsförteckning

Innehållsförteckning	5
1. Sammanfattning.....	7
2. Inledning	8
3. Material och metoder	13
4. Resultat	14
5. Diskussion	19
6. Tackord	20
7. Referenser	20

1. Sammanfattning

Användningen av ogräsmedlet 2,4-D (*2,4-diklorfenoxiättiksyra*) förbjöds i Sverige i december 1990. Resultat från den nationella miljöövervakningen visar emellertid att 2,4-D fortfarande detekteras i vattenprover från bäckar och åar. Under 2003 påträffades 2,4-D i lite drygt 10 % av vattenproverna från jordbruksbäckarna, med en högsta halt på 0,37 µg/l. Högst halter och flest fynd gjordes i ett avrinningsområde beläget i Östergötland där 2,4-D regelbundet påvisats sedan undersökningarna inleddes 2001.

I ett försök att utreda orsakerna till varför 2,4-D, drygt 15 år efter förbudet, fortfarande påträffas i svenska vattendrag genomfördes en undersökning sommaren 2005 i ett mindre avrinningsområde i Östergötland. Var orsaken fortsatt användning (trots förbud) eller var det rester från tidigare användning av 2,4-D som läcker ut?

Området besöktes vid fyra tillfällen under perioden juni-augusti och närmare 70 vattenprover samlades in från olika delar av avrinningsområdet. Samtliga lantbrukare i området intervjuades för att ta reda på tänkbara orsaker till förekomsten av 2,4-D i vattendraget. Vattenanalyserna inkluderade 12 vanliga herbicider, däribland 2,4-D och andra fenoxysyror.

Resultaten från den ordinarie vattenprovtagningen, inom ramen för miljöövervakningen, visade för första gången sedan undersökningarna inleddes, att 2,4-D inte påvisades i något av de prov som insamlades under 2005. Däremot påträffades låga halter av 2,4-D i vissa vattenprover som togs i vattendraget inom ramen för denna undersökning. En utökad provtagning visade att resterna troligen härrörde från den norra delen av avrinningsområdet. Analyser av grundvatten från denna del av området visade att djupare liggande vatten inte innehöll 2,4-D. Däremot påvisades bentazon i vatten från några av de grävda brunnarna i halter över 0,1 µg/l.

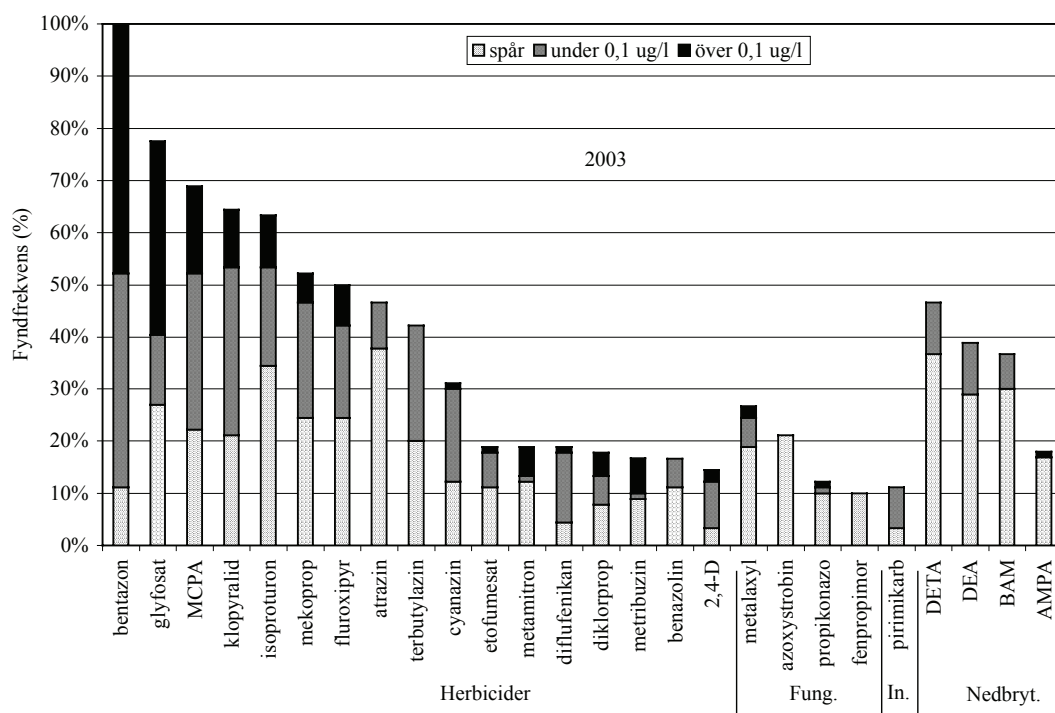
Sammanfattningsvis finns det inget som har framkommit genom denna undersökning som stöder hypotesen att halterna av 2,4-D i vattendraget beror på läckage från gamla rester, varken från deponier eller från mark som förorenats genom olyckshändelse. Det har heller inte vid intervjuerna framkommit några direkta stöd för hypotesen att halterna av 2,4-D skulle vara ett resultat av olaglig användning, då ingen har bekräftat detta. Resultaten från studien är dock ändå ett indirekt stöd för att den mest sannolika förklaringen är att det skett en viss användning inom området, av ett gammalt lager, men som nu har upphört.

För att skapa ett fortsatt förtroende för det miljöarbete som sker inom lantbruket är det angeläget att man inom rådgivningen framhåller betydelsen av att följa de lagar och regler som gäller, inklusive registreringsvillkoren.

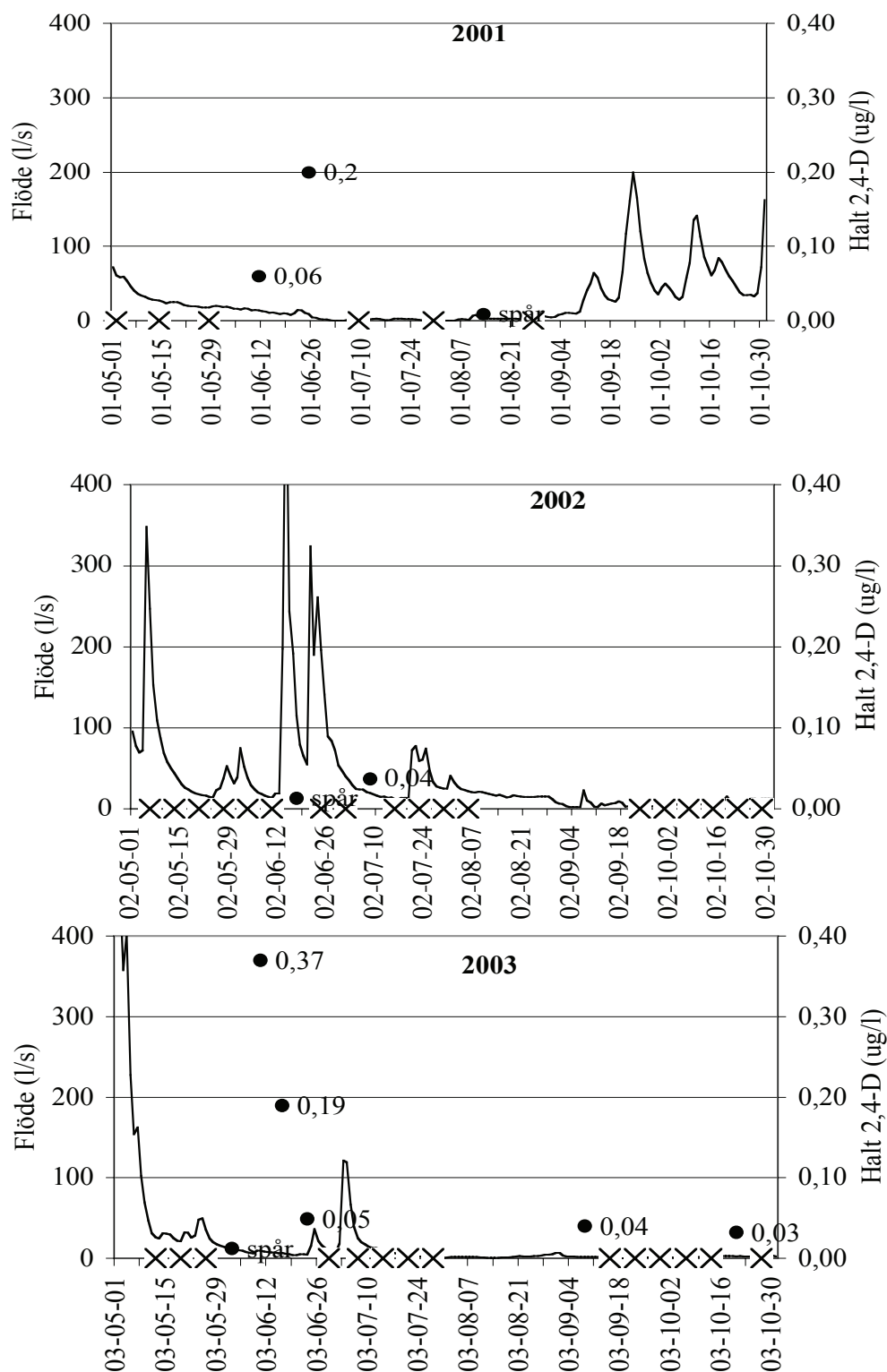
2. Inledning

Inom den nationella miljöövervakningen av pesticider har det framkommit resultat som visar att det regelbundet påträffas växtskyddsmedel i bäckar och åar (Adielsson et al., 2006; Kreuger et al., 2003; Kreuger et al., 2004; Törnquist et al., 2005; Ulén et al., 2002). Vissa av dessa härrör från medel som numera är avregistrerade på den svenska marknaden. Mest frekvent påträffas ogräsmedlet atrazin (*6-klor- N^2 -etyl- N^4 -isopropyl-1,3,5-triazin-2,4-diamin*) som förbjöds hösten 1989, men som fortfarande regelbundet detekteras i låga halter i vattenprover. Under 2003 påvisades spår av atrazin i drygt 40 % av alla vattenprov från jordbruksbäckarna inom övervakningsprogrammet (**Figur 1**) (Kreuger et al., 2004). Halterna har dock minskat genom åren och högsta halten under 2003 uppgick till 0,05 µg/l.

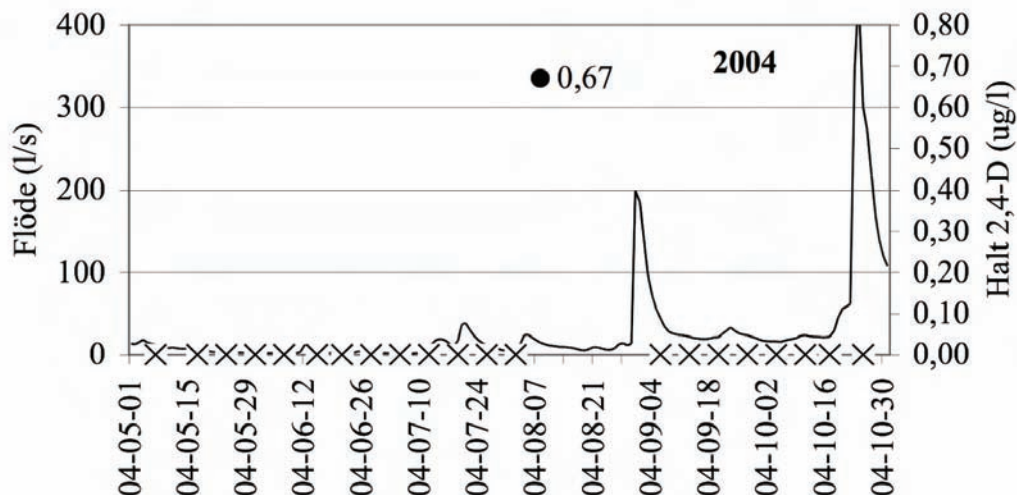
Ett annat växtskyddsmedel som förbjöds i Sverige för ca 15 år sedan, december 1990, var ogräsmedlet 2,4-D (*2,4-diklorfenoxiättiksyra*). Resultat från den nationella miljöövervakningen visar emellertid att också 2,4-D fortfarande detekteras i vattenprover från bäckar och åar. Under 2003 påträffades 2,4-D i lite drygt 10 % av vattenproverna från jordbruksbäckarna (**Figur 1**), med en högsta halt på 0,37 µg/l (Kreuger et al., 2004). Högst halter och flest fynd gjordes i ett avrinningsområde beläget i Östergötland där 2,4-D regelbundet påvisats sedan undersökningarna inleddes 2001 (**Figur 2 & 3**) (Kreuger et al., 2003; Kreuger et al., 2004; Törnquist et al., 2005; Ulén et al., 2002). 2,4-D har även påvisats vid enstaka tillfällen i detekterbara halter i de bägge skånska åarna Skivarpsån och Vege å som avvattnar 90 respektive 500 km². Resultaten har resulterat i rubriker i flera tidningar, t.ex. ”Totalförbjudet gift används av svenska bönder” (Sydsvenskan, 2005-01-11).



Figur 1. Substanser som under 2003 återfanns i mer än 10 % av undersökta prover från miljöövervakningens jordbruksbäckar, ordnade efter typ av bekämpningsmedel.



Figur 2. Halter av 2,4-D i vattenprover från jordbruksbäck i Östergötland (område E 21) under 2001-2003 (högra y-axeln, prov där 2,4-D påvisades anges som punkter, övriga prov som X) i relation till flödet (vänstra y-axeln, linje). Under 2001 togs momentanprov och under 2002-2003 användes automatiska provtagare, varför resultatet från dessa två år visar medelhalten under närmast föregående vecka.



Figur 3. Halter av 2,4-D i vattenprover från jordbruksbäck i Östergötland (område E 21) under 2004 (högra y-axeln, prov där 2,4-D påvisades anges som punkter, övriga prov som X) i relation till flödet (vänstra y-axeln, linje). Resultatet visar medelhalten under närmast föregående vecka.

Inom lantbruksnäringen pågår ett målmedvetet arbete med att minska hälso- och miljöriskerna vid användning av växtskyddsmedel. Inom t.ex. Vemmenhögsprojektet har resultaten visat att halterna av växtskyddsmedel i vattendraget minskat med ca 90 % sedan mätningarna inleddes för drygt 15 år sedan. Denna utveckling har skett genom information och dialog med lantbrukarna i området vilket lett till en ökad medvetenhet och aktsamhet vid användningen av växtskyddsmedel, samtidigt som den mängd som används inte minskat i området (Kreuger & Nilsson, 2001). Att försöka finna en förklaring till varför förbjudna substanser förekommer långt efter att de avregistrerats är angeläget för att skapa ett fortsatt förtroende för det positiva arbete och de resultat som åstadkommits på växtskyddssidan inom lantbruksnäringen.

Den övergripande målsättningen för vatten är att "Halter av bekämpningsmedel i yt- och grundvatten skall på sikt (inom en generation) vara nära noll" (SJV, 2002). Detta är ett uttryck för att det i princip inte skall finnas bekämpningsmedel i vatten, samtidigt som man är medveten om att så länge medlen används finns det ändå en sannolikhet för att vissa fynd kommer att göras. Att det däremot förekommer rester av ej registrerade medel i ytvatten kan inte anses acceptabelt, såvida det inte är en konsekvens av händelser från tiden innan medlet avregistrerades (och då värderas utifrån eventuell risk för hälsa och miljö mot fastställda gränsvärden/riktvärden).

Kemikalieinspektionen har nyligen tagit fram riktvärden för verksamma ämnen i godkända växtskyddsmedel. De ska ses som ett verktyg vid bedömning av miljö kvaliteten i svenska vattendrag. Riktvärdet anger den högsta halt då man inte kan förvänta sig några negativa effekter av ett ämne. Eftersom 2,4-D inte är godkänt i Sverige saknar det därför ett svenskt riktvärde. Riktvärden för 2,4-D i ytvatten som har tagits fram i Holland, 9,9 µg/l, (Crommentuijn et al., 2000), Tyskland, 2 µg/l, (UBA, 2001) och i Norge, 2,2 µg/l, (Ludvigsen

& Lode, 2008) visar dock att de halter som uppmätts i svenska vattendrag inte överskrider de nivåer då negativa effekter i vattenmiljön kan förväntas.

Om anledningen till halterna av 2,4-D i vattendragen är läckage från gamla deponier eller andra förorenade markområden är sannolikt även grundvattnet i området påverkat, vilket kan vara negativt för de dricksvattentäkter som hämtar sitt vatten från dessa grundvattenmagasin. Gränsvärdet för ett enskilt bekämpningsmedel i dricksvatten (EU direktiv 98/83/EG) och i grundvatten (EU direktiv 2006/118/EG) är 0,1 µg/l.

2.1 Bakgrund

2,4-D har funnits på marknaden sedan mitten av 1940-talet med en årlig försäljning i Sverige under mitten av 1980-talet på ca 40 ton/år. 2,4-D, som förbjöds 1990, rekommenderades ofta för användning i kombination med andra fenoxysyror eller bentazon (Basagran) i bl. a. gräsfrövallar för att förstärka effekten mot främst maskros och baldersbrå. Totalt har det funnits ett närmare 90-tal olika produkter innehållande 2,4-D registrerade för försäljning i Sverige. Försäljningen i Sverige upphörde i samband med avregistreringen 1990.

Uppmätta fysikalisk-kemiska egenskaper, samt nedbrytningshastighet, för 2,4-D anges till följande (FOOTPRINT, 2008):

Vattenlöslighet: 23 180 mg/l (20°C)	pK _a : 2,87 (25°C)
K _{oc} : 56 ml/g	Halveringstid i jord (fält) DT ₅₀ : 10 d
Ångtryck: 1,87x10 ⁻⁵ Pa (25°C)	Halveringstid i vatten DT ₅₀ : 29 d
Log P _{ow} : -0,83 (pH 7)	

Sammanfattningsvis är 2,4-D en relativt rörlig substans (lågt K_{oc} värde) med svag bindning till markpartiklar i jordar vid neutralt pH, samtidigt som nedbrytningen under normala fältförhållanden sker snabbt (lågt DT₅₀ i jord).

Dess uppträdande i miljön har beskrivits i en lång rad rapporter och böcker genom åren (e.g. Altom & Stritzke, 1973; Aly & Faust, 1964; Nicholaichuk & Grover, 1983; Pivetz & Steenhuis, 1995; Roberts, 1998; Smith, 1988; Torstensson et al., 1975; Veeh et al., 1996). Sammantaget kan konstateras att en rad olika studier visar att under normala betingelser bryts 2,4-D ner snabbt av markmikroorganismerna. Nedbrytningen av 2,4-D i mark sker metaboliskt vilket innebär att upprepade tillförsel av 2,4-D till samma område leder till en adaptation av mikroorganismerna och därmed en snabbare nedbrytning (DT₅₀ ca 1 dygn) (Torstensson et al., 1975).

Med denna snabba nedbrytning är det liten sannolikhet att det är gamla rester från intilliggande åkermark som, efter normal användning vid rekommenderade doser, för mer än 15 år sedan, nu fortfarande påträffas i detekterbara halter i svenska vattendrag. Produkter som innehöll 2,4-D användes inte heller som ett totalbekämpningsmedel på samma sätt som Totex Strö (atrazin och diklobenil) på gårdsplaner och industritomter (dvs marker med hög infiltrationskapacitet och låg biologisk aktivitet). Däremot användes det gärna i gräsmattor, mot framför allt maskrosor, vilket dock kan likställas med användning på åkermark, med undantag för att doseringen kan ha tenderat att vara högre än rekommenderat.

Ett flertal studier visar dock att växtskyddsmedlens persistens i markmiljön ofta förlängs drastiskt när de av olika skäl hamnar i djupare liggande jordlager. T.ex. visade Albrechtsen et

al. (2001) att nedbrytningen av låga halter 2,4-D i ytligt grundvatten var mycket långsam och under vissa förhållanden till och med obefintlig. En annan studie från Danmark visade samtidigt att 2,4-D mineraliserades betydligt snabbare än t.ex. terbutylazin (*N*²-*tert*-butyl-6-klor-*N*⁴-etyl-1,3,5-triazin-2,4-diamin, en substans som har likartade egenskaper vad gäller uppträdande i miljön som atrazin) i jordprover från djupare liggande jordlager (Kristensen et al., 2001). Samma studie visade även att mineraliseringen (mätt som återfunnen C¹⁴-CO₂) i djupare liggande jordlager var generellt betydligt långsammare än i jordprover från matjordslagret. Efter 40 dagar hade som mest 40% av tillsatt 2,4-D försvunnit, jämfört med terbutylazin som knappt hade försvunnit alls. Det visar att om växtskyddsmedel av olika anledningar hamnar under matjordslagret kan halveringstiderna förlängas betydligt, med stora individuella variationer mellan olika substanser, liksom mellan olika lokaler beroende på de humus- och lerhalter, samt den biologiska aktiviteten, som råder (Fomsgård & Kristensen, 1999). En nyligen avslutad fallstudie från Kalmar län visar att höga halter av MCPA (20-100 µg/l) har förorenat bergborrade brunnar vid en lantbruksfastighet och där ursprunget till föroreningen bedömts bero på spill på mark i brunnarnas närhet någon gång under de senaste årtiondena (LS Kalmar et al., 2004).

Undersökningar av 2,4-D i yt- och grundvatten har rapporterats i den internationella litteraturen (Buser & Müller, 1998; Chovanec, 1995; Ludvigsen & Lode, 2008; Mogensen & Spliid, 1995; Spliid & Køppen, 1998). Resultaten visar att 2,4-D under vissa omständigheter kan transporteras från omgivande marker ut i sjöar och vattendrag, men sällan i höga halter eller under längre perioder. Inom det svenska nationella miljöövervakningsprogrammet undersöks även innehållet av växtskyddsmedel i nederbörden från en lokal i södra Sverige. 2,4-D, liksom vissa andra i Sverige avregistrerade substanser, detekteras regelbundet i depositionen, under främst försommaren, och visar att det finns en gränsöverskridande transport och deposition av substanser som inte längre är registrerade i Sverige (e.g. Adielsson et al., 2006; Kreuger et al., 2004). Halterna är dock förhållandevis låga (max 0,03 µg/l), med en sammanlagd deposition under provtagningsperioden motsvarande delar av promille av normal dos, varför detta sannolikt inte kan förklara halter av 2,4-D på upp till 0,67 µg/l i ytvatten från avrinningsområdet i Östergötland.

2.2 Frågeställning

Projektets frågeställning var följande: Var kommer 2,4-D resterna i svenska vattendrag ifrån? Är orsaken fortsatt användning (trots förbud) av 2,4-D eller finns det andra förklaringar?

Följande två huvudhypoteser testades:

- 1) Rester från tidigare användning av 2,4-D som ligger kvar i marken och läcker ut i vattendragen. Dessa rester kan härröra från:
 - a) Nedgrävning av gamla, överblivna, förpackningar och som nu börjat läcka; eller
 - b) Markområde som förorenats på grund av olyckshändelse/oaktsamhet då 2,4-D var ett vanligt använt växtskyddsmedel i Sverige (≥ 15 år sedan), t.ex. på gårdsplaner i samband med påfyllning.
- 2) Rester från pågående, olaglig, användning av 2,4-D, i ex. specialgrödor som vallfröodling, eller i gräsmattor, som läcker ut i vattendragen. Rester kan härröra från användning av:
 - a) Gamla lager med oförbrukade produktförpackningar innehållande 2,4-D, från tiden innan förbudet trädde i kraft; eller
 - b) Nya preparat som har inhandlats från andra EU-länder (2,4-D är godkänt på EU-nivå och upptaget i bilaga 1 till EG:s direktiv 91/414/EEG och säljs i flertalet andra EU-länder, dock inte i Norge eller i Danmark).

3. Material och metoder

Undersökningen genomfördes under sommaren 2005 i ett mindre avrinningsområde i Östergötland. Området ingår i det nationella miljöövervakningsprogrammet för pesticider (område E 21) (Kreuger et al., 2004) och 2,4-D har påträffats med viss regelbundenhet i vattenprover från området sedan undersökningarna inleddes 2001.

Avrinningsområdet omfattar ca 1700 ha, varav 89% åkermark. I områdets nordöstra del, på en mindre höjd, finns ett sammanhängande skogsområde, men i övrigt är området flackt och med endast enstaka inslag av mindre skogsdungar i ett i övrigt jordbruksdominerat landskap (**Figur 4**). Vattendraget som löper i nord-sydlig riktning är i huvudsak öppet, utom i den sydöstra delen där delar av bäckens biflöde som mynnar vid provpunkt LY9 är täckt (**Figur 4**). Det finns 26 lantbrukare med odlingsmark inom området.

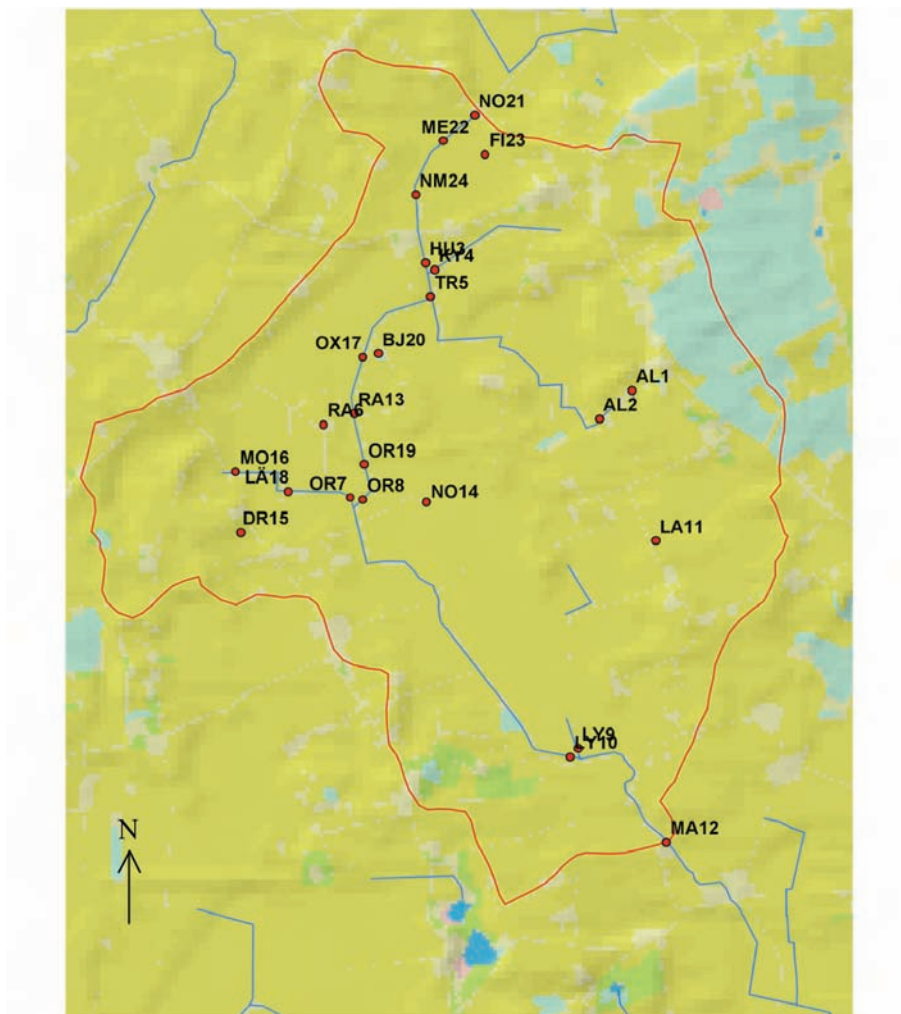
Vid utloppet från området tas varje år, inom ramen för den nationella miljöövervakningen, veckovisa vattenprover med hjälp av automatisk provtagare under perioden maj-juli och september-oktober (provpunkt MA12, **Figur 4**). Dessa vattenprover analyseras för ett drygt 80-tal olika växtskyddsmedel. För att närmare studera tänkbara källor till halter av 2,4-D i vattendraget besöktes området vid fyra tillfällen under sommaren 2005: 9-10 juni, 29-30 juni, 19-20 juli och 10-11 augusti. Vid dessa tillfällen insamlades vattenprover från olika delar av vattendraget, både längs huvudfåran och längs olika biflöden. Vatten i en damm i området (RA6) provtogs också, liksom vatten från 3 borrhål och 4 grävda brunnar.

Mellan besöken analyserades vattenproverna och provtagningsstrategin kunde anpassas inför nästa besök för att inriktas mot de delar av området som verkade mest intressant.

Vattenprovtagningen skedde manuellt, som momentanprov, med hjälp av en lång stång som provflaskan fästes vid inför påfyllningen. Flaskorna förvarades i transportlådor med kylklampar mellan provtagningstillfället och fram till ankomsten till laboratoriet (max 36 timmar)

Samtliga lantbrukare med mark inom avrinningsområdet intervjuades, uppdelat på ett antal intervjuer per besök. De tillfrågades 1) om de själva använt preparat under senare år som innehöll 2,4-D (en lista med namn på samtliga 86 avregistrerade produkter som innehållit 2,4-D hade sammanställts), 2) om det fanns några kända deponier på fastigheten eller i området (dvs platser där man kunde anta att det grävts ner diverse skräp), 3) om de kände till olyckshändelser med växtskyddsmedel (ex. sprutekipage som vält), 4) om de trodde att det fanns andra i området (ex. pensionerade lantbrukare) som eventuellt kunde ha uppgifter kring tidigare 2,4-D- användning.

Vattenproverna analyserades vid Sektionen för organisk miljökemi, Institutionen för miljöanalys, SLU, med den av SWEDAC ackrediterade analysmetoden OMK 50:8. Metoden omfattar 12 st vanliga herbicider, däribland 2,4-D och flera andra fenoxisyror. Vilka substanser som ingick i analysen framgår av **Tabell 1-3**, med undantag för dikamba som ingick i analyserna, men som inte inkluderades i tabellerna (av utrymmesskäl) då det inte gjordes några fynd av den substansen. Vid analysen surgörs provet varefter substanserna extraheras med fastfasteknik. Efter derivatisering sker kvantifieringen med gaskromatograf med masselektiv detektor (GC-MS). Detektionsgränsen för de undersökta substanserna var i området 0,005-0,02 µg/l. Kvantifieringsgränsen var 2-5 gånger högre.



Bakgrundskarta copyright LMV 1998 Ur Blå kartan dnr:507-98-4720

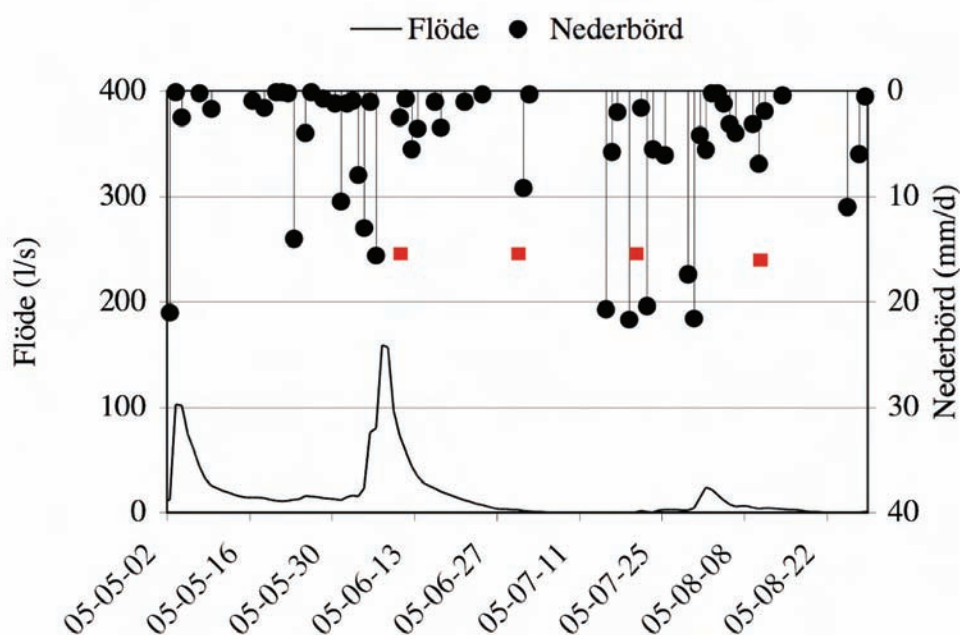
Figur 4. Provpunkternas lokalisering inom undersökningsområdet. Provpunkt TR5 representerar biflödet som dränerar den östliga delen av avrinningsområdet.

Flödet i bäcken registrerades kontinuerligt vid utloppet (MA12) med hjälp av en skrivande pegel. Lokalen ingår i SMHI:s stationsnät. Nederbörden hämtades från SMHI:s station (nr 8427) i Vadstena, ca 6 km från området.

4. Resultat

Det föll mer nederbörd än normalt i juni (58 mm, mot normalt 40 mm), främst i början av månaden vilket resulterade i en flödestopp runt den 7-8 juni (**Figur 5**). Varmt och soligt väder under senare delen av juni och inledningen av juli gjorde att flödet i bäcken snabbt klingade av. Kraftiga regn under andra halvan av juli gjorde emellertid att juli blev nederbördsrikare än normalt (137 mm, mot normalt 56 mm) och att flödet åter ökade något i bäcken under slutet av månaden och i början av augusti. Medelflödet vid utloppet från avrinningsområdet vid de fyra tillfällen då området besöktes för provtagning var följande:

9-10 juni – 84,5 l/s; 29-30 juni – 2,6 l/s; 19-20 juli - <0,1 l/s; 10-11 augusti – 3,8 l/s.



Figur 5. Vattenföring vid utloppet från avrinningsområdet (provpunkt MA12) och uppmätt nederbörd (Vadstena) under maj-augusti 2005. De röda strecken markerar de tillfällen då området besöktes för vattenprovtagning.

Analysresultaten från undersökningens fyra provtagningsomgångar, med sammanlagt 69 prover, redovisas i **Tabell 1-3**. Resultaten från den ordinarie, tidsintegrerade, vattenprovtagningen inom ramen för miljöövervakningen visade, för första gången sedan undersökningarna inleddes 2001, att 2,4-D inte påvisades i något av de 22 prov som insamlades under 2005 (område E 21, Adielsson et al., 2006). 2,4-D återfanns inte heller i något av de fyra momentanprov som togs från samma lokal (MA12, **Tabell 1**).

Vid provtagningen i början av juni påvisades spår av 2,4-D endast vid en av lokalerna (OR8) som ligger ungefär mitt i området, längs huvudfåran. Inga halter påträffades i något av biflödena. Vid nästa provtagning i slutet av juni detekterades spår av 2,4-D vid två provpunkter längre uppströms (HU3 och OX 17, **Tabell 1**). Inte heller denna gång påvisades 2,4-D i något av biflödena. Vid tredje besöket i mitten av juli utvidgades provtagningen ytterligare norr ut och rester av 2,4-D återfanns i vatten från två av de nya provpunkterna (NM24 och FI23, **Tabell 1 och 2**), varav den ena kan betraktas som ett litet biflöde. Vid det sista besöket tre veckor senare, i augusti, påvisades spår av 2,4-D endast i vatten från den ena av dessa två punkter (NM24).

Tabell 1. Analysresultat från provpunkter längs bäckens huvudfåra juni-augusti 2005

Substans (9-10/6)	NO21	ME22	NM24	HU3	OX17	RA13	OR19	OR8	LY10	MA12	ISCO
2,4-D	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01		
benazolin	-	-	-	0,02	-	-	-	-			
bentazon	-	-	-	1,50	-	-	-	0,73	0,50	0,71	1,70
diklorprop	-	-	-	-	-	-	-	-			
fenoxaprop-P	-	-	-	-	-	-	-	-			
flamprop	-	-	-	-	-	-	-	-			
fluroxipyr	-	-	-	0,10	-	-	-	0,02		0,02	0,02
klopyralid	-	-	-	0,13	-	-	-	0,04	0,02	0,02	0,04
kvinmerak	-	-	-	0,03	-	-	-	-			
MCPA	-	-	-	0,07	-	-	-	0,32	0,03	0,04	0,09
mekoprop	-	-	-	-	-	-	-	-		0,04	0,12
Summa pesticider	-	-	-	1,85	-	-	-	1,12	0,55	0,83	1,97
Substans (29-30/6)	NO21	ME22	NM24	HU3	OX17	RA13	OR19	OR8	LY10	MA12	ISCO
2,4-D	-	-	-	0,01	0,01						
benazolin	-	-	-	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
bentazon	-	-	-	2,00	1,20	1,00	1,00	1,10	0,53	0,56	0,44
diklorprop	-	-	-	0,01							
fenoxaprop-P	-	-	-	0,06							
flamprop	-	-	-						0,01		
fluroxipyr	-	-	-	0,70	0,50	0,09	0,50	0,30	0,02	0,03	0,04
klopyralid	-	-	-	4,00	3,20	0,11	0,10	0,08	0,06	0,30	0,90
kvinmerak	-	-	-	0,03	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
MCPA	-	-	-	0,05	0,04	0,04	0,05	0,05	0,03	0,03	0,03
mekoprop	-	-	-								
Summa pesticider	-	-	-	6,87	4,97	1,26	1,67	1,55	0,67	0,94	1,43
Substans (19-20/7)	NO21	ME22	NM24	HU3	OX17	RA13	OR19	OR8	LY10	MA12	ISCO
2,4-D			0,01								
benazolin			0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01			
bentazon			1,50	2,10	1,50	1,50	1,70	1,30	0,34	0,12	0,31
diklorprop											
fenoxaprop-P			0,12								
flamprop							0,01	0,01	0,01	0,01	
fluroxipyr		0,02	0,40	0,06	0,20	0,40	0,40	0,60	0,05	0,05	0,10
klopyralid			0,31	0,17	0,18	0,30	0,32	0,36	0,22	0,07	0,09
kvinmerak					0,01						
MCPA			0,02	0,01					0,01		0,03
mekoprop											
Summa pesticider	0,00	0,02	2,37	2,35	1,90	2,21	2,44	2,28	0,63	0,25	0,53
Substans (10-11/8)	NO21	ME22	NM24	HU3	OX17	RA13	OR19	OR8	LY10	MA12	ISCO
2,4-D			0,01								-
benazolin			0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01			-
bentazon			4,10	4,00	1,00	1,30	0,9	1,08	0,50	0,48	-
diklorprop											-
fenoxaprop-P			0,02								-
flamprop											-
fluroxipyr			0,30	0,06	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02	-
klopyralid			0,42	0,28	0,12	0,15	0,12	0,10	0,01	0,06	-
kvinmerak			0,08	0,08	0,01	0,02	0,01	0,03		0,01	-
MCPA			0,03	0,01	0,01	0,01	0,01				-
mekoprop											-
Summa pesticider	0,00	0,00	4,98	4,45	1,17	1,51	1,07	1,25	0,53	0,57	-

- = Inget prov.

Halter i kursiv stil anger ett spårvärde, dvs halten ligger över detektionsgränsen, men under bestämningsgränsen.

ISCO = Prover tagna vid samma lokal som MA12, med en automatisk vattenprovtagare inom miljöövervakningen, och där halten representerar medelhalten under en vecka (övriga är momentanprov).

Tabell 2. Analysresultat från provpunkter i biflöden till bäckens huvudfåra juni-augusti 2005

Substans (9-10/6)	FI23	KY4	AL1	AL2	TR5	RA6	MO16	LÄ18	OR7	DR15	LA11	LY9
2,4-D	-						-	-		-		
benazolin	-						-	-		-		
bentazon	-				0,09		-	-	0,30	-	0,11	0,11
diklorprop	-						-	-		-		
fenoxaprop-P	-						-	-		-		
flamprop	-					0,02	-	-		-		
fluroxipyr	-						-	-		-	0,02	0,02
klopyralid	-				0,02		-	-		-	0,02	0,02
kvinmerak	-						-	-		-		
MCPA	-					0,01	-	-	0,01	-	0,15	0,11
mekoprop	-						-	-		-	1,04	0,47
Summa pesticider	-	0,00	0,00	0,00	0,11	0,03	-	-	0,31	-	1,34	0,73
Substans (29-30/6)	FI23	KY4	AL1	AL2	TR5	RA6	MO16	LÄ18	OR7	DR15	LA11	LY9
2,4-D	-					-						
benazolin	-					-						
bentazon	-				0,02	-			0,10		0,01	0,01
diklorprop	-					-						
fenoxaprop-P	-					-						
flamprop	-					-						
fluroxipyr	-					-					0,04	
klopyralid	-					-					0,05	
kvinmerak	-					-						
MCPA	-		0,01	1,3	0,10	-			0,01		0,01	0,01
mekoprop	-					-					0,01	0,01
Summa pesticider	-	0,00	0,01	1,30	0,12	-	0,00	0,00	0,11	0,00	0,12	0,03
Substans (19-20/7)	FI23	KY4	AL1	AL2	TR5	RA6	MO16	LÄ18	OR7	DR15	LA11	LY9
2,4-D	0,01		-	-			-			-	-	
benazolin			-	-			-			-	-	
bentazon	0,13	0,01	-	-			-	0,03	0,08	-	-	0,01
diklorprop	0,01		-	-		0,01	-	0,08		-	-	
fenoxaprop-P	0,44		-	-			-			-	-	
flamprop			-	-		0,01	-			-	-	
fluroxipyr	1,00		-	-			-			-	-	0,02
klopyralid	0,68		-	-			-	0,09		-	-	
kvinmerak			-	-			-			-	-	
MCPA	0,04		-	-			-	0,01		-	-	
mekoprop			-	-			-	0,03		-	-	
Summa pesticider	2,31	0,01	-	-	0,00	0,02	-	0,23	0,08	-	-	0,03
Substans (10-11/8)	FI23	KY4	AL1	AL2	TR5	RA6	MO16	LÄ18	OR7	DR15	LA11	LY9
2,4-D			-	-		-	-			-	-	
benazolin			-	-		-	-			-	-	
bentazon	0,07		-	-	0,40	-	-	0,01	0,02	-	-	0,03
diklorprop	0,01		-	-		-	-	0,01	0,01	-	-	
fenoxaprop-P			-	-		-	-			-	-	
flamprop			-	-		-	-			-	-	
fluroxipyr	0,30		-	-		-	-			-	-	0,02
klopyralid	0,03		-	-	0,09	-	-			-	-	0,06
kvinmerak			-	-		-	-			-	-	
MCPA	0,01		-	-	0,01	-	-			-	-	
mekoprop			-	-		-	-			-	-	
Summa pesticider	0,42	0,00	-	-	0,50	-	-	0,02	0,03	-	-	0,11

- = Inget prov.

Halter i kursiv stil anger ett spårvärde, dvs halten ligger över detektionsgränsen, men under bestämningsgränsen.

Tabell 3. Analysresultat av grundvattenprover hämtade från brunnar (A-G) belägna inom avrinningsområdet augusti 2005

Substans (10-11/8)	A	B	C	D	E	F	G
2,4-D							
benazolin							
bentazon	1,2	1,2	0,06				
diklorprop							
fenoxaprop-P							
flamprop							
fluroxipyr				0,02			
klopyralid	0,03		0,03				
kvinmerak							
MCPA			0,01				
mekoprop							
Summa pesticider	1,23	1,20	0,10	0,02	0,00	0,00	0,00
A 12 m djup grävd brunn (dricksvatten)							
B 11 m djup grävd brunn (dricksvatten)							
C 7 m djup grävd brunn (dricksvatten)							
D 6 m djup grävd brunn (till djuren)							
E 103 m djup borrhäls brunn (dricksvatten)							
F 90 m djup borrhäls brunn (bevattningsvatten)							
G 107 m djup borrhäls brunn (dricksvatten)							

Brunnar, från den västra och norra delen av området, provtogs vid besöket den 10-11 augusti för att undersöka eventuell förekomst av 2,4-D i grundvattnet i området. Vatten från brunnarna användes huvudsakligen som dricksvatten för humankonsumtion, utom brunn D vars vatten främst användes till en djurbesättning och brunn F vars vatten användes för bevattningsändamål (**Tabell 3**). Alla brunnar, utom brunn D, hade enligt brunnsägaren en betydande omsättning av sitt vatten.

Resultaten visar att 2,4-D inte förekom i någon av de undersökta brunnarna. Däremot påvisades rester av andra herbicider i de fyra grävda brunnarna (brunn A-D, 6-12 m djup), medan de djupare, borrhäls brunnarna var utan resthalter (**Tabell 3**). I två av brunnarna överskred halten av bentazon det av Livsmedelsverket fastställda dricksvattengränsvärdet för allmänna och förordnade vattentäkter på 0,1 µg/l. Detta gränsvärde omfattar dock inte mindre, privata, dricksvattentäkter, varför det är upp till den enskilde brunnsägaren att bedöma vattnets status. Enligt Världshälsoorganisationen ligger det hälsomässiga värdet för bentazon i dricksvatten på 300 µg/l (WHO, 2006), vilket innebär att den uppmätta halten av bentazon i de bägge brunnarna inte utgör ett hälsomässigt problem. Halterna överskrider dock vattendirektivets gränsvärde för bekämpningsmedel i grundvatten (EU direktiv 2006/118/EG).

Vid en förnyad provtagning av brunn B och C i februari 2006 hade halten av bentazon sjunkit till 0,24 µg/l i brunn B och ökat något i brunn C till 0,11 µg/l. En genomgång av den Regionala pesticiddatabasen (RPD, <http://vaxtskyddsmedel.slu.se>) visar att bentazon är en av de vanligare substanserna att återfinnas i svenskt grundvatten och där 6 % av de undersökta proverna under 20-årsperioden 1985-2005 överskred gränsvärdet på 0,1 µg/l (Törnquist et al., 2007).

5. Diskussion

Resultaten som framkommit inom projektet har inte varit entydiga så tillvida att vi kunnat peka ut en tydlig källa. Ingen av de intervjuade lantbrukarna, eller andra med god kännedom om området, anser det troligt att det finns någon deponi i området som skulle kunna vara en källa till 2,4-D och/eller andra föreningar. Man har heller inte kunnat påminna sig att det har hänt någon olyckshändelse, ex en vält spruttank, eller att det förekommit att man grävt ner överblivna rester av växtskyddsmedel (något som man bl. a. uppmärksammat i Danmark och Skåne, ex. i gamla mangelgravar). En teori som framkastades var att man under 70-talet kan ha använt 2,4-D vid dikesrensning för att bli av med oönskad vegetation utmed bäckfåran. Det är dock knappast sannolikt att medlet skulle finnas kvar efter mer än 30-år efter en användning på biologiskt aktiv mark och där vatten under en mycket lång tid kan ha transporterat bort eventuella rester som inte brutits ner. Numera sker dikesrensningen i området mekaniskt med ca 10 års mellanrum.

Andra teorier som framkastats är att man i området bedriver en del fröodling, en gröda där 2,4-D tidigare var populär. Det finns dock sedan 1992 ett bättre, och sannolikt prisvärdare, alternativ i Ariane S (och sedan 2003 även Primus), varför det inte är någon som på allvar tror att man idag finner det värt besväret att importera preparat som innehåller 2,4-D från kontinenten. Eftersom 2,4-D inte ens då den var registrerad för användning i Sverige spreds i stora mängder, utan mera som ett tillägg till övriga fenoxisyror, är det mindre troligt att det skulle ha funnits så stora lager kvar på gårdarna att det än idag regelbundet kan användas som komplement i fröodlingar.

En förklaring som diskuterades var att resterna av 2,4-D i bäcken berodde på användning i privata trädgårdar inom avrinningsområdet, dvs gamla lager kan ha funnits kvar hos hushållen. Denna användning har angetts som den mest troliga förklaringen till de halter av 2,4-D som påträffats, långt efter att substansen avregistrerades, inom det norska miljöövervakningsprogrammet (Ludvigsen & Lode, 2008). Inom undersökningsområdet finns ett antal privata hushåll. Provpunkten KY4, i ett biflöde till huvudfåran som dränerar den nordöstra delen av området, dränerar från den delen av området med flest privata hushåll. Resultaten visade emellertid att varken 2,4-D eller någon av de andra substanserna, med undantag av ett spårvärde av bentazon, påvisades vid något tillfälle under sommaren i vatten från den provpunkten (**Tabell 2**). Det framkom heller inga belägg för att dränering från privata trädgårdar belastade de provpunkter i norra delen av området, där rester av 2,4-D påvisades, utan slutsatsen vara att dräneringen till lokalerna FI23 och NM24 kom från omgivande åkermark.

Den mest sannolika förklaringen, som stöddes av flera rådgivare i området, är att någon har övertagit en fastighet i området där man funnit gamla lager från tidigare ägare. Rester av överblivna växtskyddsmedel kan ha uppstått genom att den tidigare ägaren ändrade odlingsinriktning och därmed inte längre behövde vissa medel, t.ex. 2,4-D, alternativt att marken har arrenderats ut vilket ledde till att de preparat som då fanns kvar helt enkelt blev stående på gården. Att lämna in överblivna rester av gamla växtskyddsmedel till destruktion är relativt kostsamt, varför den nye ägaren kan ha ansett det billigare, och enklare, att helt enkelt spruta ut de medel som fanns i lager (även om det inte längre var tillåtet), varav ett kan ha varit just 2,4-D och som då återfanns i våra analyser. Även om intervjuerna inte avsåg att peka ut enskilda brukare kan man på goda grunder anta att det ibland kan finnas vissa tveksamheter att berätta om verksamhet, som inte längre är tillåten, i en intervjusituation.

Från och med 2005, då vi genom denna undersökning uppmärksammade problemet med 2,4-D i ytvatten, förekommer inte längre 2,4-D i vattenprover från området som insamlas inom miljöövervakningen (med undantag av ett spårvärde hösten 2006) (Adielsson et al., 2006; Adielsson et al., 2007). Den indirekta slutsatsen är därför att det mest sannolika är att någon använt ett gammalt lager som det var enklare att sprida ut, på en träda eller i en växande gröda, än att lämna in resterna till destruktion. Men, i och med att vi började undersökningen så har man valt att inte fortsätta denna användning, alternativt kan det ha sammanfallit i tiden.

Sammanfattningsvis finns det inget som har framkommit genom denna undersökning som stöder hypotes 1, dvs att halterna av 2,4-D i vattendraget beror på läckage från gamla rester, varken från deponier eller från mark som förorenats genom olyckshändelse. Det har heller inte vid intervjuerna framkommit några direkta stöd för hypotes 2, dvs att halterna av 2,4-D skulle vara ett resultat av olaglig användning, då ingen har bekräftat detta. Resultaten från studien är dock ändå ett indirekt stöd för att den mest sannolika förklaringen är att det skett en viss användning inom området, av ett gammalt lager, men som nu verkar ha upphört.

För att skapa ett fortsatt förtroende för det miljöarbete som sker inom lantbruket är det angeläget att man inom rådgivningen framhåller betydelsen av att följa de lagar och regler som gäller, inklusive registreringsvillkoren.

6. Tackord

Undersökningen har genomförts med finansiellt stöd från Stiftelsen för lantbruksforskning (SLF), kontrakt nr V0548141. Flera personer har bidragit till projektets genomförande. Först vill jag rikta ett tack till agronom Jeanette Asp som bidragit till att genomföra undersökningen, med både vattenprovtagningar och intervjuer av lantbrukarna inom avrinningsområdet. Tack också till Gunborg Alex, Eva Lundgren, Märit Peterson och Åsa Ramberg (Institutionen för miljöanalys, SLU) som utförde bekämpningsmedelsanalyserna av vattenproverna. Slutligen, ett stort tack till de markägare i området som bidragit till undersökningens genomförande genom sitt intresse och sin medverkan i intervjuerna.

7. Referenser

- Adielsson, S., Törnquist, M. & Kreuger, J. 2006. Bekämpningsmedel i vatten och sediment från typområden och åar samt i nederbörd under 2005. *Ekohydrologi* 94. Avd. för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Adielsson, S., Törnquist, M. & Kreuger, J. 2007. Bekämpningsmedel (växtskyddsmedel) i vatten och sediment från typområden och åar samt i nederbörd under 2006. *Ekohydrologi* 99. Avd. för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Albrechtsen, H.-J., Mills, M.S., Aamand, J. & Bjerg, P.L. 2001. Degradation of herbicides in shallow Danish aquifers: an integrated laboratory and field study. *Pest Management Science* **57**, 341-350.
- Altom, J.D. & Stritzke, J.F. 1973. Degradation of dicamba, picloram and four phenoxy herbicides in soils. *Weed Science* **21**, 556-560.
- Aly, O.M. & Faust, S.D. 1964. Studies on the fate of 2,4-D and ester derivatives in natural surface waters. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **12**, 541-546.

- Buser, H.-R. & Müller, M.D. 1998. Occurrence and transformation of chiral and achiral phenoxyalkanoic acid herbicides in lakes and rivers in Switzerland. *Environmental Science & Technology* **32**, 626-633.
- Chovanec, A. 1995. Pesticides in the aquatic environment – Experiences from Austrian monitoring programmes. *Toxicological and Environmental Chemistry* **51**, 205-220.
- Crommentuijn, T., Sijm, D., de Bruijn, J., van Leeuwen, K. & van de Plassche, E.J. 2000. Maximum permissible and negligible concentrations for some organic substances and pesticides. *J. Environ. Mang.* **58**, 297-312.
- Fomsgaard, I.S. & Kristensen, K. 1999. Influence of microbial activity, organic carbon content, soil texture and soil depth on mineralisation rates of low concentrations of ¹⁴C-mecoprop – development of a predictive model. *Ecological Modelling* **122**, 45-68.
- FOOTPRINT. 2008. The FOOTPRINT Pesticide Properties DataBase. Database collated by the University of Hertfordshire as part of the EU-funded FOOTPRINT project (FP6-SSP-022704). <http://www.eu-footprint.org/ppdb.html>
- Kreuger, J. & Nilsson, E. 2001. Catchment scale risk-mitigation experiences - key issues for reducing pesticide transport to surface waters. In: (Ed. A. Walker) BCPC Symposium No. 78: Pesticide Behaviour in Soils and Water, 319-324.
- Kreuger, J., Holmberg, H., Kylin, H. & Ulén, B. 2003. Bekämpningsmedel i vatten från typområden, åar och i nederbörd under 2002. *Ekohydrologi 77 & IMA Rapport 2003:12*. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Kreuger, J., Törnquist, M. & Kylin, H. 2004. Bekämpningsmedel i vatten och sediment från typområden och åar, samt i nederbörd under 2003. *Ekohydrologi 81 & IMA Rapport 2004:18*. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Kristensen, G.B., Sørensen, S.R. & Aamand, J. 2001. Mineralization of 2,4-D, mecoprop, isoproturon and terbuthylazin in a chalk aquifer. *Pest Management Science* **57**, 531-536.
- LS Kalmar, Aqualog AB & Kemakta Konsult AB. 2004. Huvudstudie Emnabo. Bekämpningsmedel i grundvatten, Torsås kommun. Slutrapport 2004-12-15.
- Ludvigsen, G.H. & Lode, O. 2008. Oversikt over påviste pesticider i perioden 1995-2006. Resultater fra JOVA: Jord- og vannovervåkning i landbruket i Norge. *Bioforsk Rapport Vol. 3, Nr. 14*. Bioforsk Jord og miljø, Ås, Norge.
- Mogensen, B.B. & Spliid, N.H. 1995. Pesticides in Danish watercourses: Occurrence and effects. *Chemosphere* **31**, 3977-3990.
- Nicholaichuk, W. & Grover, R. 1983. Loss of fall-applied 2,4-D in spring runoff from a small agricultural watershed. *Journal of Environmental Quality* **12**, 412-414.
- Pivetz, B.E. & Steenhuis, T.S. 1995. Soil matrix and macropore biodegradation of 2,4-D. *Journal of Environmental Quality* **24**, 564-570.
- Roberts, T. (Ed.) 1998. Metabolic Pathways of Agrochemicals. Part one: Herbicides and Plant Growth Regulators. The Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK.
- SJV. 2002. Förslag till handlingsprogram för användningen av bekämpningsmedel i jordbruket och trädgårdsnäringen till år 2006. Rapport från Jordbruksverket och Kemikalieinspektionen. *Jordbruksverket Rapport 2002:7*.
- Smith, A.E. 1988. Transformations in Soil. In: (Ed. R. Grover) *Environmental Chemistry of Herbicides*. Volume 1, 171-200. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- Spliid, N.H. & Køppen, B. 1998. Occurrence of pesticides in Danish shallow ground water. *Chemosphere* **37**, 1307-1316.
- Torstensson, N.T.L., Stark, J. & Göransson, B. 1975. The effect of repeated applications of 2,4-D and MCPA on their breakdown in soil. *Weed Research* **15**, 159-164.
- Törnquist, M., Kreuger, J., Adielsson, S. & Kylin, H. 2005. Bekämpningsmedel i vatten och sediment från typområden och åar samt i nederbörd under 2004. *Ekohydrologi 87 & IMA Rapport 2005:14*. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

- Törnquist, M., Adielsson, A. & Kreuger, J. 2007. Occurrence of pesticides in Swedish water resources against a background of national risk-reduction programmes – results from 20 years of monitoring. In: Environmental fate and ecological effects of pesticides (Eds. A.A.M. Del Re, E. Capri, G. Fragoulis & M. Trevisan), Univ. Cattolica del Sacro Cuore, Piacenza, Italy, 770-777.
- UBA. 2001. Quality Targets for Active Ingredients of Pesticides to Protect Inland Surface Waters. Texte 08/01 ISSN 0722-186X. 168 pp. Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Berlin.
- Ulén, B., Kreuger, J. & Sundin, P. 2002. Undersökning av bekämpningsmedel i vatten från jordbruk och samhällen år 2001. Ekohydrologi 63 & IMA Rapport 2002:4. 27 pp. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Veeh, R.H., Inskeep, W.P., Camper, A.K. 1996. Soil depth and temperature effects on microbial degradation of 2,4-D. *Journal of Environmental Quality* **25**, 5-12.
- WHO. 2006. Guidelines for drinking-water quality. First addendum to third edition. Volume 1, Recommendations. World Health Organization. Electronic version for the web. ISBN 92 4 154696 4.



Dräneringsdike i jordbrukslandskap (Foto: J. Kreuger)

Distribution

Sveriges lantbruksuniversitet
Avdelningen för vattenvårdslära
Box 7014
750 07 Uppsala
SWEDEN

Tfn 018-67 24 60
Fax 018-67 34 30
Web: <http://vv.mv.slu.se>
